

علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره بیست و دوم، شماره چهار، تیر ماه ۹۹

بررسی عوامل مؤثر بر بازده حذف مواد آلی در راکتور بافل دار بی‌هوازی مجهز به سامانه الکترولیز

کاگیك بدلیانس قلی كندی^{*۱}

g.badalians@yahoo.com

بهنام اینانلو بکلی^۲

مریم عموموها^۳

تاریخ پذیرش: ۹۶/۱۰/۱۱

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۸/۰۷

چکیده

زمینه و هدف: در پی نتایج تحقیقات پیشین حاصل از به‌کارگیری فرآیند الکترولیز جهت افزایش کارآمدی راکتور بافل‌دار بی‌هوازی، تحقیق حاضر با هدف بررسی عملکرد این راکتور (EABR) برای تصفیه فاضلاب در زمان‌ماندهای هیدرولیکی، چگالی جریان‌های الکتریکی و بارگذاری‌های آلی مختلف صورت گرفته است.

روش بررسی: یک پایلوت نیمه‌صنعتی از راکتور بافل‌دار بی‌هوازی با حجم کلی ۷۲ L به سامانه الکترولیز با الکترودهایی از جنس آهن مجهز گردید. در این راستا بازده حذف COD و مدت‌زمان لازم برای سازگاری باکتری‌ها با شرایط جدید به‌عنوان فاکتورهای معرف عملکرد راکتور بررسی شدند.

یافته‌ها: با کاهش زمان ماند هیدرولیکی، از ۴۵ به ۳۸ و ۲۹ ساعت، بازده حذف COD از ۷۷/۶ به ترتیب به ۷۴/۹ و ۷۲/۲ درصد رسید. با کاهش چگالی جریان الکتریکی از ۳ به ۲، ۱ و ۰/۵ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، بازده حذف COD از ۷۷/۶ به ترتیب به ۷۳/۵، ۷۱/۲ و ۷۰/۰ درصد تنزل یافت. همچنین با افزایش بار آلی ورودی از ۷۰۰ به ۲۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، بازده حذف COD از ۷۷/۶ به ۹۰/۲ درصد رسید.

بحث و نتیجه‌گیری: در بین عوامل موردبررسی، تغییرات زمان ماند هیدرولیکی، کم‌ترین تأثیر را بر بازده حذف COD داشت. با توجه به بررسی‌های انجام‌شده، مدت‌زمان لازم برای رسیدن راکتور به شرایط پایدار در بارهای آلی ۷۰۰، ۱۰۰۰، ۱۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۲۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب ۳، ۵، ۶ و ۸ روز می‌باشد که کوتاه‌تر از مدت‌زمان لازم برای پایداری راکتور ABR است. در نتیجه ادغام راکتور ABR با فرآیند الکترولیز راه‌حل مناسبی به‌منظور ارتقای عملکردی آن می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: تصفیه فاضلاب، راکتور بافل‌دار بی‌هوازی، فرآیند الکترولیز، بازده حذف COD، عوامل مؤثر.

۱- دانشیار، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران، * (نویسنده مسئول)
۲- کارشناس ارشد مهندسی محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران
۳- دکترای مهندسی محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران

Evaluation of Effective Parameters in Organic Matters Removal Efficiency of Anaerobic Baffled Reactor Employing Electrolysis Process

Gagik Badalians Gholikandi^{1*}

g.badalians@yahoo.com

Behnam Inanloo Beklar²

Maryam Amouamouha³

Accepted: 2018.01.01

Received: 2017.10.29

Abstract

Background and Objective: Following the results of the electrolysis process application to upgrade the anaerobic baffled reactor for treating wastewater, the present study was conducted to evaluate the EABR performance efficiency, considering hydraulic retention time (HRT), current density and organic loading.

Methods: In this study, a semi-industrial pilot of ABR with total volume of 72 L was studied before and after integration with an electrolysis system. The performance of the reactor was evaluated in terms of COD removal and bacterial adaption time.

Findings: The findings revealed that a HRT reduction from 45 to 38 and 29 hours results in a decrease of COD removal efficiency from 77.6 to 74.9 and 72.2 % respectively. Also, a current density reduction from 3 to 2, 1, and 0.5 Mill ampere/cm² results in a decreasing COD removal efficiency from 77.6 to 73.5, 71.2, and 70 % respectively. Moreover, an increasing organic loading from 700 to 2400 mg/L enhanced the COD removal efficiency from 77.6 to 90.2 %.

Result and Discussion: The results showed that by increasing organic loading from 700 to 1000, 1500, 2000, and 2400 mg/L the necessary HRT for achieving operation stability increases from 3 to 8 days, which is less than in conventional ABR. Therefore, employing electrolysis process is a sustainable method for improving ABR performance efficiency.

Keywords: Wastewater Treatment, Anaerobic Baffled Reactor, Electrolysis Process, COD Removal Efficiency, Effective Parameters.

1 - Associate Professor, Faculty of Civil, Water and Environmental Engineering, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran *(Corresponding Author)

2 - MSc, Faculty of Civil, Water and Environmental Engineering, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran

3 - PhD, Faculty of Civil, Water and Environmental Engineering, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran

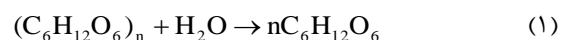
مقدمه

در سال‌های گذشته، راکتورهای بی‌هوازی متنوعی برای تصفیه طیف گسترده‌ای از فاضلاب‌ها مورد استفاده قرار گرفته‌اند که در میان آن‌ها، راکتور بی‌هوازی با جریان روبه بالا مجهز به پتوی لجن (Up-flow anaerobic sludge blanket-UASB)، به خصوص در کشورهای در حال توسعه با آب‌وهوای معتدل تا گرمسیری از محبوبیت بالایی برخوردار بوده است (۷). باین حال نیاز به بهره‌برداری و نگهداری ذاتی لایه معلق لجن در این راکتور همواره به‌عنوان یک محدودیت برای آن شناخته شده است (۳)؛ بنابراین راکتور بافل‌دار بی‌هوازی (ABR) برای تصفیه فاضلاب به‌طور مؤثر توجه بسیاری را به خود جلب کرد که به دلیل مزایای فراوان آن نسبت به سایر راکتورهای بی‌هوازی با سرعت بالا می‌باشد (۸). این راکتور می‌تواند به‌عنوان یک سری از راکتورهای UASB توصیف شود که در آن از بافل‌های عمودی به‌منظور هدایت جریان فاضلاب از محل ورودی تا خروجی به سمت بالا و پایین استفاده شده است (۱،۳،۷،۹). از نظر کارآمدی تصفیه، به‌طور کلی بازده حذف COD در راکتور ABR بالاتر از راکتور UASB می‌باشد که محققان علت این تفاوت را جداسازی بیش‌تر فازی در راکتور ABR (۷) و تماس بیش‌تر فاضلاب با زیست‌توده (Biomass) های فعال (۸) دانسته‌اند. ویژگی قابل توجه راکتور ABR، توانایی آن در جداسازی مراحل اسیدسازی و متان‌سازی در طول راکتور است که اجازه می‌دهد سامانه بدون وجود مشکلات کنترلی و هزینه‌های بالا به‌صورت دوفازی عمل کند (۷،۹). بر این اساس گونه‌های باکتریایی اسیدساز به دلیل سرعت بالای سوخت‌وساز در اتاقک‌های ابتدایی و گونه‌های باکتریایی متان‌ساز در اتاقک‌های انتهایی راکتور غالب می‌شوند (۸). این امر سبب می‌شود که گرادیان pH در طول راکتور قابل ملاحظه باشد (۷،۱۰).

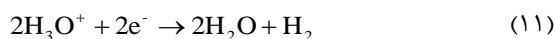
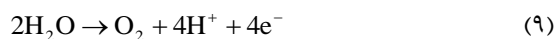
از جمله مزایای مهم راکتور ABR می‌توان به طراحی آسان، زمان‌ماند بالای مواد جامد، پایداری بالا در برابر شوک‌های آلی (۹)، توانایی حفظ زیست‌توده در راکتور با استفاده از سیستم

فرآیندهای بیولوژیکی تصفیه فاضلاب بر اساس نوع واکنش‌های صورت گرفته در بدن میکروارگانیسم‌ها به پنج گروه اصلی شامل فرآیندهای هوازی، فرآیندهای انوکسیک، فرآیندهای بی‌هوازی، فرآیندهای مرکب هوازی-بی‌هوازی-انوکسیک و فرآیندهای اختیاری، تقسیم‌بندی می‌شوند (۱). در سال‌های اخیر فرآیندهای بی‌هوازی به دلیل مزایای فراوان در مقایسه با فرآیندهای هوازی بسیار مورد توجه قرار گرفته‌اند (۱،۲). برخی از این مزایا عبارت‌اند از: ظرفیت احیای انرژی، حداقل انرژی عملیاتی مورد نیاز، حداقل تولید لجن مازاد و حداقل هزینه بهره‌برداری و تعمیرات لازم (۳).

فرآیندهای بی‌هوازی شامل شش مرحله پی‌درپی زیر هستند: (۱) مرحله هیدرولیز بی‌هوازی که در آن ترکیبات آلی پیچیده مانند ترکیبات نامحلول به مونومرهایی مانند اسیدهای آمینه، شکرها و اسیدهای چرب بلند زنجیر تبدیل می‌شوند (واکنش (۱)، (۲) مرحله اسیدسازی که در آن اسیدهای آمینه و شکرها تبدیل به اسیدهای چرب فرار می‌شوند (واکنش (۲)، (۳) مرحله استات‌سازی که در آن اسیدهای چرب بلند زنجیر تبدیل به استات و هیدروژن می‌شوند (واکنش (۳)، (۴) مرحله اکسیداسیون بی‌هوازی که در آن محصولات میانی مانند اسیدهای چرب فرار تبدیل به استات و هیدروژن می‌شوند (واکنش (۳)، (۵) مرحله متان‌سازی با استفاده از استات که در آن استات به‌وسیله باکتری‌های متان‌ساز استات‌خوار تبدیل به متان می‌گردد (واکنش (۴) و (۶) مرحله متان‌سازی هیدروژن-خواری که در آن گاز هیدروژن تولیدشده، به‌وسیله باکتری‌های متان‌ساز هیدروژن‌خوار تبدیل به متان می‌شود (واکنش (۵) (۴،۵،۶).



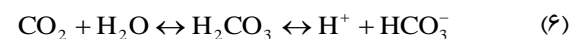
راکتورهای بی‌هوازی، در سال‌های اخیر تحقیقاتی مبنی بر استفاده از فرآیند الکترولیز به‌جای مواد شیمیایی به‌منظور کنترل pH و ارتقای عملکردی راکتور ABR صورت گرفته است و منجر به پیدایش راکتوری موسوم به راکتور بافل‌دار بی-هوازی مجهز به سامانه الکترولیز (-Electrochemically enhanced ABR-EABR) شده است (۲۴، ۲۵). به‌منظور بررسی اثر فرآیند الکترولیز بر بهبود عملکرد راکتور ABR، باید توجه داشت که در یک سامانه الکترولیز واکنش‌های (۸) تا (۱۲) با استفاده از یک الکتروود فلزی (M) به وقوع می‌پیوندند. فرآیند الکترولیز مطابق واکنش‌های (۸) و (۹) در اطراف آند سبب تولید گاز اکسیژن و یون‌های هیدروژن و مطابق واکنش‌های (۱۰)، (۱۱) و (۱۲) در اطراف کاتد موجب تشکیل گاز هیدروژن و یون‌های هیدروکسید می‌گردد؛ بنابراین با انجام فرآیند الکترولیز pH فاضلاب در اطراف آند کاهش و در اطراف کاتد افزایش می‌یابد (۲۶).



با توجه به کاهش pH در اطراف آند بر اساس واکنش (۹)، واکنش (۷) به سمت تولید کربن دی‌اکسید و هیدروکسید پیش می‌رود؛ بنابراین کف تولیدی ناشی از فرآیند الکترولیز فاضلاب در اطراف آند به دلیل تولید گاز کربن دی‌اکسید بر اثر جابجایی تعادل می‌باشد. پس از قطع جریان برق و برگشت مجدد یون‌های هیدروژن و هیدروکسید به فاضلاب، واکنش (۷) به دلیل حلالیت پایین کربن دی‌اکسید خروجی مطابق قانون هنری، غیرقابل برگشت می‌گردد. در نتیجه، دلیل افزایش pH تحت تأثیر فرآیند الکترولیز، جابجایی تعادل بی‌کربنات، تولید هیدروکسید و خروج گاز کربن دی‌اکسید است (۲۴، ۲۶).

علاوه بر تنظیم مقدار pH فاضلاب، فرآیند الکترولیز با استفاده از مکانیزم انعقاد الکتریکی قادر است بازده حذف COD را در راکتور ABR بهبود بخشد. در این مکانیزم با اعمال میدان

بافل‌بندی (۱۱، ۹) و قابلیت متعادل‌سازی و تسهیل تکامل زیستی اجتماع میکروبی (۱۱) اشاره نمود. این مزایا سبب تغییر در جمعیت باکتریایی می‌شوند و مقاومت آن‌ها در برابر تغییرات پارامترهای زیست‌محیطی مانند pH و دما را بهبود می‌بخشند (۱۲-۱۴). از جمله باکتری‌های مؤثر در این راکتور، باکتری‌های متان‌ساز می‌باشند که بی‌هوازی مطلق بوده و نسبت به تغییرات میزان قلیاییت، pH و دما حساس هستند. علاوه بر این پارامترها، عوامل دیگری نیز وجود دارند که باید پایش شده و در محدوده قابل قبول حفظ شوند. این عوامل شامل ترکیبات سمی بازدارنده، تغییرات بارگذاری آلی و هیدرولیکی و نیاز به مواد ریزمغذی است (۱۵، ۱۶). یکی از نقاط ضعف راکتور ABR در هنگام راهبری، تغییرات سریع و ناگهانی pH می‌باشد. در این راکتورها، pH به شدت تحت تأثیر مقدار کربن دی‌اکسید موجود در محیط و بیوگاز است. برای کنترل pH باید مقدار قلیاییت فاضلاب کافی باشد. قلیاییت که در ابتدا به شکل بی‌کربنات است، مطابق واکنش‌های (۶) و (۷) در یک pH مشخص با کربن دی‌اکسید موجود در بیوگاز در حال تعادل است (۶، ۱۷).



کاهش مقدار قلیاییت از حد معمول آن نشانگر بروز مشکل راکتور بی‌هوازی است (۶). برای جلوگیری از بروز این مشکل در راکتور ABR مواد شیمیایی زیادی را می‌توان به فاضلاب ورودی افزود. در انتخاب ماده شیمیایی باید جوانب احتیاط را رعایت نمود. چراکه افزودن بیش‌ازحد این مواد سبب تشکیل رسوب و جامدات ناخواسته می‌شود. همچنین مقدار بالای یک کاتیون باعث ایجاد سمیت می‌گردد. افزودن برخی ترکیبات مانند نیترات سدیم نیز موجب افزایش پتانسیل اکسیداسیون و احیا شده و برای فعالیت باکتری‌های متان‌ساز محدودیت ایجاد می‌کند (۶، ۱۸).

تاکنون اصلاحات متعددی برای بهبود عملکردی راکتور ABR بر روی آن اعمال شده است (۳، ۱۳، ۱۹، ۲۰، ۲۱، ۲۲، ۲۳)؛ اما با توجه به محدودیت‌های استفاده از مواد شیمیایی در

باشد. مهم‌ترین عوامل مؤثر بر بازده حذف COD در راکتور EABR را می‌توان زمان‌ماند هیدرولیکی، چگالی جریان الکتریکی (شدت جریان الکتریکی توزیع شده در واحد سطح الکترود) (۲۵)، پتانسیل اکسیداسیون و احیا، میزان اختلاط (۶،۲۴)، میزان بار آلی، ترکیب شیمیایی مواد آلی ورودی به راکتور و شرایط محیطی دانست (۱،۶). خلاصه نتایج تحقیقات صورت گرفته در خصوص تأثیر فرآیند الکترولیز بر بهبود کارآمدی راکتور ABR در حذف COD در جدول ۱ ارائه شده است.

الکتریکی به یک جفت الکترود، مواد تشکیل‌دهنده آند اکسید شده و سبب تشکیل کاتیون‌های فلزی در فاضلاب می‌گردند. این کاتیون‌های فلزی به‌عنوان منعقد کننده عمل کرده و با کاهش زتا پتانسیل (Zeta potential) مواد کلونیدی و معلق، سبب تشکیل لخته، به دام افتادن آلاینده‌ها و درنهایت ته‌نشین شدن آن‌ها می‌شوند. این در حالی است که حباب‌های اکسیژن و هیدروژن تشکیل شده در واکنش‌های (۹) و (۱۰) سبب شناورسازی مواد آلی می‌گردند؛ بنابراین انتظار می‌رود که بازده حذف COD در راکتور EABR بیش‌تر از نوع متعارف آن

جدول ۱- مقایسه تحقیقات پیشین در زمینه حذف COD به‌وسیله راکتور EABR

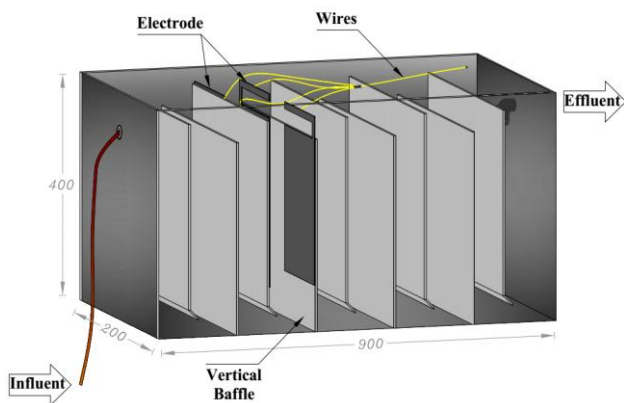
Table 1- comparison of previous researches on COD removal by EABR

| منبع | بازده حذف COD (%) | چگالی جریان الکتریکی (mA cm^{-2}) | زمان‌ماند هیدرولیکی (h) | بار آلی ورودی (mg L^{-1}) | جنس الکترود | تعداد اتاقک‌ها | شرایط راهبری | ردیف |
|------|-------------------|--|-------------------------|--------------------------------------|-------------|----------------|--------------|------|
| (۲۴) | ۷۳ | ۱۰ | ۱ | ۳۰۰ | آلومینیوم | - | ناپیوسته | ۱ |
| (۲۵) | ۹۲ | ۰/۲ | ۲۴ | ۵۶۴ | آلومینیوم | ۶ | پیوسته | ۲ |
| (۲۵) | ۸۹ | ۰/۲ | ۲۴ | ۵۶۴ | استیل | ۶ | پیوسته | ۳ |
| (۲۶) | ۷۰ | - | ۳۶ | - | - | ۶ | پیوسته | ۴ |

اکسیداسیون و احیا دارد و با کاهش میزان این پتانسیل به مقدار 300 mV ، شرایط به سمت بی‌هوازی مطلق سوق پیدا می‌کند و فرآیند تخمیر و تولید متان تشدید می‌گردد (۶). این امر نیز به‌نوبه خود سبب افزایش بازده حذف COD می‌شود (۲۴). از طرف دیگر حباب‌های گازی اکسیژن و هیدروژن تولید شده می‌توانند اختلاط موردنیاز در اطراف الکترودها را موجب شوند و تماس موردنیاز بین زیست‌توده و مواد آلی را میسر سازند. افزایش میزان بار آلی ورودی به راکتور، سبب افزایش نرخ رشد گونه‌های باکتریایی موجود به‌خصوص استات‌سازها و متان‌سازها می‌گردد. این امر منجر به افزایش نرخ تبدیل ترکیبات واسطه به متان، تولید بیش‌تر بیوگاز، توزیع بیش‌تر مواد آلی در میان باکتری‌ها و درنهایت بهبود بازده حذف COD می‌شود. برای انجام مطلوب و کافی فرآیند بی-

نتایج تحقیقات نشان دادند که با کاهش زمان‌ماند هیدرولیکی، کارآمدی راکتور EABR در حذف COD نیز سیر نزولی خواهد داشت. دلیل این امر را می‌توان افزایش نرخ بارگذاری آلی بر راکتور و تأثیر آن بر متابولیسم میکروارگانیسم‌ها دانست. همچنین با افزایش چگالی جریان الکتریکی اعمال شده بر الکترودهای مستقر در اتاقک‌های راکتور، به دلیل تشدید اکسیداسیون آند، افزایش انحلال کاتیون‌های فلزی، لخته‌سازی و شناورسازی الکتریکی، بازده حذف COD نیز در آن اتاقک افزایش خواهد یافت (۲۵). اکسیژن محلول یکی از عوامل بازدارنده در راکتورهای بی‌هوازی است (۱۵). مطابق واکنش (۹) فرآیند الکترولیز سبب تشکیل گاز اکسیژن و خروج آن در اطراف آند می‌شود (۲۶) و این امر برقراری شرایط بی‌هوازی را تسهیل می‌نماید. شرایط بی‌هوازی رابطه نزدیکی با پتانسیل

همچنین مشخص شد که هر چه حجم کنترل بیش‌تری از فاضلاب تحت تأثیر فرآیند الکترولیز قرار گیرد، کارآمدی سامانه بیش‌تر خواهد بود. برای این منظور نیاز است که الکترودها بیش‌ترین فاصله از یکدیگر و حداکثر سطح تماس با فاضلاب را داشته باشند؛ بنابراین سامانه الکترولیز مورد استفاده در راکتور EABR، شامل دو جفت الکتروود صفحه‌ای هم‌جنس از نوع آهن با ابعاد ۳۷ سانتی‌متر (طول)، ۷/۵ سانتی‌متر (عرض) و ۲ میلی‌متر (ضخامت) می‌باشد که در بخش بالارونده اتاقک دوم و چسبیده به دیواره‌های بافل‌ها با فاصله ۱۱ سانتی‌متر قرار داده شدند. طول استغراق الکترودها در فاضلاب ۳۲ سانتی‌متر بود. ابعاد الکترودها بر اساس مطالعات آزمایشگاهی به‌گونه‌ای انتخاب شدند که بیش‌ترین تماس را با جریان فاضلاب و کم‌ترین تماس را با لجن داشته باشند. به‌منظور برقراری امکان اعمال ولتاژهای متغیر و استفاده از دو منبع تغذیه در شرایط بحرانی، الکترودها از وسط نصف شدند و به‌صورت متقارن در داخل راکتور قرار داده شدند. الکترودها جهت تأمین پتانسیل الکتریکی به یک منبع تغذیه آنالوگ $V \ 0/0-40/0$ و A متصل شدند (شکل ۱).



شکل ۱- طرح‌واره راکتور EABR - ابعاد برحسب میلی‌متر می‌باشد.

Figure 1- EABR pilot (Dimension in mm)

نمونه‌گیری و انجام آزمایش‌ها

پس از پایش عملکرد راکتور ABR در یک دوره ۶۰ روزه با بار آلی ورودی $700 \pm 40 \text{ mg.COD.L}^{-1}$ و دست‌یابی به شرایط

هوازی، فاضلاب باید افزون بر کربوهیدرات‌ها، پروتئین‌ها و چربی‌ها از نظر مواد مغذی مانند نیتروژن، فسفر، گوگرد و ... متعادل باشد. به‌علاوه گونه‌های باکتریایی برای متابولیسم نیاز به مواد ریزمغذی مانند آهن، کبالت، نیکل، روی و ... دارند (۱) که با توجه به آزادسازی کاتیون‌های فلزی در نتیجه فرآیند الکترولیز (۲۵،۲۶)، بخشی از نیاز میکروارگانیزم‌ها به مواد ریزمغذی مرتفع خواهد شد. فرآیند الکترولیز با توجه به اثرگذاری مستقیم بر روی عامل ترش شدن راکتور EABR یعنی گاز هیدروژن (۶) قادر است در مدت‌زمان کوتاه‌تری نسبت به مواد شیمیایی سبب احیای pH شود. چراکه افزودن مواد شیمیایی جهت بهبود شرایط محیطی برای رشد باکتری‌های متان‌ساز هیدروژن‌خوار، نیازمند زمان طولانی (حداقل یک روز) می‌باشد. این در حالی است که فرآیند الکترولیز به‌صورت دائمی موجب احیا و ارتقای pH می‌گردد (۲۴).

روش بررسی

مطالعات آزمایشگاهی و راه‌اندازی راکتور

یک راکتور پلکسی گلاس در مقیاس پایلوت نیمه‌صنعتی به ابعاد ۹۰۰ میلی‌متر (طول)، ۲۰۰ میلی‌متر (عرض) و ۴۰۰ میلی‌متر (عمق) با حجم کلی ۷۲ لیتر شامل ۵ اتاقک با ابعاد برابر در این تحقیق مورد استفاده قرار گرفته است. هر اتاقک دارای حجم کلی ۱۴/۴ لیتر می‌باشد. به‌منظور جمع‌آوری بیوگاز تولیدی، دو شیر خروج گاز در بالای اتاقک‌های دوم و چهارم قرار داده شده است. این راکتور به‌وسیله فاضلاب سنتتیک تغذیه شده است. به‌منظور ارتقای عملکردی راکتور ABR، از ادغام آن با فرآیند الکترولیز بهره گرفته شده است. لازم به ذکر است که پایلوت مذکور پیش از ادغام با فرآیند الکترولیز، به مدت یک سال راهبری شده است. در تابستان و پاییز ۱۳۹۵، مطالعاتی در خصوص بهینه‌سازی فرآیند الکترولیز در مقیاس آزمایشگاهی، صورت گرفت و پس از بررسی تمام حالت‌های ممکن، بهینه‌ترین شرایط برای فرآیند الکترولیز در شرایط ناپیوسته (Batch) تعیین گردید. نتایج حاصل نشان دادند که جنس الکتروود بهینه برای انجام عمل الکترولیز آهن می‌باشد.

به جرم مولی هر ترکیب، به ازای هر گرم COD، ۲/۱۹۷ g، ملاس (Arasfeed)، ۰/۰۰۰۶ g پتاسیم دی هیدروژن ارتوفسفات انیدروس (LobaChemie) و ۰/۰۰۷ g آمونیوم کلراید (Merck) در ترکیب فاضلاب ورودی استفاده شده است. سایر مشخصات کیفی فاضلاب ورودی در جدول ۲ ارائه شده است.

جدول ۲- مشخصات کیفی فاضلاب ورودی به راکتور

Table 2- Qualitative characteristics of influent wastewater

| مقدار | پارامتر (واحد) | ردیف |
|-----------|---------------------------|------|
| ۳۵±۱ | دما (°C) | ۱ |
| ۷/۷۷±۰/۰۴ | pH | ۲ |
| ۷۰۰-۲۴۰۰ | COD (mg.L ⁻¹) | ۳ |
| ۱۲۵۸±۲۱ | TS (mg.L ⁻¹) | ۴ |
| ۶۳۳±۴ | TDS (mg.L ⁻¹) | ۵ |

یافته‌ها

مطابق مراحل انجام فرآیند بی‌هوازی در راکتور ABR، تولید اسیدهای چرب فرار به‌ویژه هنگام وقوع شوک‌های ناشی از بار آلی در مرحله اسیدسازی و اتافک‌های ابتدایی راکتور (C1) و (C2) صورت می‌گیرد (۲۴). به‌منظور تولید اسیدهای چرب فرار از مواد آلی ورودی (COD) استفاده می‌شود. با توجه به رشد سینتیکی سریع‌تر گونه‌های اسیدساز در مقایسه با گونه‌های متان‌ساز (۶)، نرخ مصرف مواد آلی ورودی در اتافک‌های ابتدایی راکتور نسبت به نرخ مصرف آن‌ها در فازهای بعدی فرآیند بالاتر می‌باشد. به همین دلیل بازده حذف COD در اتافک‌های ابتدایی راکتور بیش‌تر از اتافک‌های انتهایی (C4) و (C5) است. چراکه گونه‌های متان‌ساز موجود در اتافک‌های انتهایی، غالباً محصولات حاصل از مرحله اسیدسازی یعنی اسیدهای چرب فرار را مصرف و تولید بیوگاز می‌کنند؛ بنابراین

پایدار، الکترودها به همان صورت بیان‌شده، در داخل راکتور قرار داده شدند و عملکرد راکتور در حالت استفاده از فرآیند الکترولیز مورد مطالعه قرار گرفت. در ابتدا بدون تغییر بار آلی ورودی، عملکرد راکتور در زمان‌ماندهای هیدرولیکی ۲۹، ۳۸ و ۴۵ ساعت و چگالی جریان‌های الکتریکی ۰/۵، ۱، ۲ و ۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع مورد بررسی قرار گرفت. برای این منظور در هر مرحله، یکی از این دو عامل ثابت نگه داشته شد و پس از رسیدن راکتور به شرایط پایدار، نمونه‌های متعددی از محل جریان ورودی، خروجی و هر یک از اتافک‌ها، جهت بررسی تأثیرات ناشی از تغییر عامل دیگر بر بازده حذف COD برداشت شد. برای اندازه‌گیری غلظت COD از آزمایش طیف-سنجی (Spectrophotometry test) و دستگاه اسپکتروفوتومتری (HACH: DR 1900) استفاده شده است. سپس به‌منظور بررسی تأثیرات ناشی از تغییر بار آلی ورودی بر عملکرد راکتور EABR در زمان‌ماند و چگالی جریان الکتریکی ثابت، بار آلی با گام حدود ۵۰۰ از ۱۰۰۰ تا ۱ mg.COD.L⁻¹ به راکتور وارد شد. در هر گام با پیش بازده حذف COD پس از رسیدن راکتور به شرایط پایدار، تأثیرگذاری فرآیند الکترولیز بر کارآمدی راکتور EABR مورد بررسی و مطالعه قرار گرفت. همچنین در هر گام بار آلی، مدت‌زمان لازم برای سازگاری جمعیت باکتریایی با شرایط جدید مورد ارزیابی قرار گرفت. کلیه آزمایش‌ها مطابق با روش استاندارد متد (Standard method) (۲۷) انجام شدند.

مشخصات فاضلاب ورودی به راکتور

به‌منظور به حداقل رساندن نوسانات فاضلاب ورودی و امکان اعمال بارهای آلی مختلف در ورودی راکتور، از فاضلاب سنتتیک جهت تغذیه سامانه استفاده شده است؛ بنابراین برای تأمین منبع کربن، ملاس و به‌منظور تأمین نیتروژن و فسفر به ترتیب آمونیوم کلراید (NH₄Cl) و پتاسیم دی هیدروژن ارتوفسفات انیدروس (KH₂PO₄) استفاده شده است. برای رعایت نسبت کربن به نیتروژن و فسفر در تصفیه بی‌هوازی فاضلاب و نیز ایجاد شرایط بهینه برای عملکرد راکتور، با توجه

باکتری‌ها و در نتیجه کاهش جمعیت گونه‌های مختلف باکتریایی می‌شود؛ بنابراین می‌تواند بازده حذف COD را کاهش دهد.

در زمان‌ماندهای هیدرولیکی ۲۹، ۳۸ و ۴۵ ساعت با حرکت در طول راکتور، بازده تجمعی حذف COD به ترتیب از ۴۱/۴، ۴۲/۹ و ۴۳/۴ در اتاقک اول (C1) به ۶۹/۷، ۷۲/۶ و ۷۴/۹ در اتاقک پنجم (C5) رسید. باید توجه داشت که در راکتور EABR میزان اثرگذاری زمان‌ماند هیدرولیکی بر بازده حذف COD محدود می‌باشد. چراکه با کاهش زمان‌ماند هیدرولیکی از ۴۵ به ۳۸ ساعت، بازده حذف COD در راکتور با ۲/۷ درصد افت از ۷۷/۶ به ۷۴/۹ درصد رسیده است. همچنین با کاهش بیش‌تر زمان‌ماند از ۳۸ به ۲۹ ساعت، بازده حذف COD از ۷۴/۹ به ۷۲/۲ درصد تنزل می‌یابد.

بررسی اثر تغییرات چگالی جریان الکتریکی بر بازده

حذف COD

به‌منظور بررسی اثر تغییرات چگالی جریان الکتریکی بر کارآمدی راکتور EABR در حذف مواد آلی، چگالی جریان‌های ۰/۵، ۱، ۲ و ۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌مترمربع مورد آزمایش قرار گرفتند. با افزایش چگالی جریان الکتریکی، شدت جدا شدن و انحلال آهن در فاضلاب افزایش می‌یابد و این امر سبب تقویت فرآیند انعقاد الکتریکی می‌گردد. به همین دلیل نیز بازده حذف COD در اتاقک دوم (C2) افزایش می‌یابد. همچنین یون‌های آهن جدا شده از آن، همراه با جریان فاضلاب در طول راکتور حرکت می‌کنند. به همین سبب انعقاد الکتریکی در اتاقک‌های بعدی راکتور (C3-C5) نیز به میزان کم‌تری در حال رخداد است. از طرف دیگر با افزایش چگالی جریان، غلظت یون‌های آهن در محیط افزایش می‌یابد. واکنش این یون‌ها با هیدروژن سولفید تولید شده به‌وسیله باکتری‌های احیاکننده سولفات (SRB) در اتاقک‌های انتهایی راکتور سبب ایجاد یون‌های سولفید می‌گردد. این یون‌ها که عامل محدودکننده گونه‌های متان‌ساز محسوب می‌شوند، موجب کاهش عملکرد این باکتری‌ها می‌گردند. به‌طور خلاصه افزایش چگالی جریان از یک‌سو سبب تقویت انعقاد الکتریکی و

می‌توان نتیجه گرفت که اتاقک‌های انتهایی نقش کم‌تری در کاهش COD فاضلاب دارند؛ بنابراین با حرکت فاضلاب در طول راکتور از اتاقک اول به پنجم، میزان حذف COD فاضلاب کاهش می‌یابد. همچنین استفاده از فرآیند الکترولیز در راکتور EABR موجب می‌شود تا بازده حذف COD در اتاقک دوم این راکتور نسبت به راکتور ABR متعارف افزایش یابد. چراکه فرآیند الکترولیز در طی انعقاد الکتریکی سبب ناپایداری عوامل آلوده‌کننده، مواد معلق و کلوئیدی می‌گردد. در این فرآیند آند آهنی در اثر الکترولیز اکسید شده و عوامل منعقد کننده و در نتیجه هیدروکسیدهای فلزی تولید می‌کند و موجب تجمع و شکل‌گیری لخته‌هایی از مواد معلق یا جذب عوامل آلاینده از محلول می‌شود.

بررسی اثر تغییرات زمان‌ماند هیدرولیکی بر بازده حذف

COD

طبق بررسی‌های صورت گرفته در خصوص تأثیر تغییرات زمان‌ماند هیدرولیکی بر کارآمدی راکتور EABR در حذف COD، مشاهده شد که با افزایش زمان‌ماند هیدرولیکی، بازده حذف COD نیز افزایش می‌یابد. بیش‌ترین میزان حذف COD در اتاقک ابتدایی راکتور (C1) رخ داده است. در هر زمان‌ماند هیدرولیکی پس از رسیدن راکتور به شرایط پایدار، اندازه‌گیری‌های لازم انجام شد. سپس با کاهش جریان فاضلاب ورودی، زمان‌ماند هیدرولیکی افزایش داده شد تا کارآمدی راکتور در زمان‌ماندهای بزرگ‌تر نیز مورد بررسی قرار گیرد. نتایج این بررسی‌ها در شکل ۲ نشان داده شده است. در هر مرحله از تغییرات زمان‌ماند هیدرولیکی، بازده حذف COD ابتدا کاهش و تا رسیدن راکتور به شرایط پایدار به میزان اندکی افزایش می‌یابد و به مقدار ثابتی می‌رسد. کاهش کارآمدی راکتور در زمان‌ماندهای هیدرولیکی پایین‌تر می‌تواند به دلیل افزایش نرخ بارگذاری آلی (OLR) و تأثیر آن بر متابولیسم میکروبی باشد. در واقع، کاهش زمان‌ماند هیدرولیکی موجب می‌شود که گونه‌های باکتریایی زمان کوتاهی برای سوخت‌وساز مواد آلی داشته باشند و این امر منجر به تجمع این مواد در پساب خروجی می‌گردد. همچنین کاهش زمان‌ماند هیدرولیکی موجب شستشوی

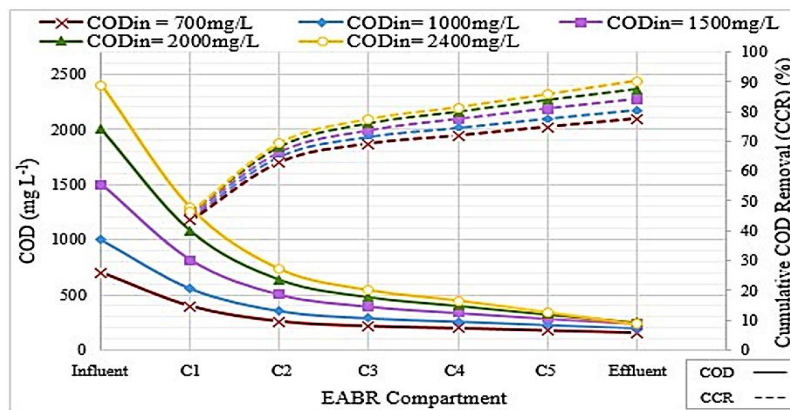
می‌رود. دلیل این امر نیز افزایش رشد سوخت‌وسازی و سینتیکی باکتری‌های اسیدساز و همچنین افزایش کارآمدی فرآیند انعقاد الکتریکی می‌باشد. هر چه میزان مواد آلی در ورودی راکتور افزایش یابد، فعالیت و رشد و نمو باکتری‌ها نیز بالا می‌رود تا به حد ثابتی برسد که این امر در اتاقک اول (C1) مشهود است. در اتاقک‌های انتهایی راکتور در بارهای آلی بالا، علاوه بر گونه‌های متان‌ساز، باکتری‌های احیاکننده سولفات نیز به تدریج شروع به فعالیت کرده و بخشی از مواد آلی را مصرف و تولید هیدروژن سولفید و قلیائیت می‌کنند. طبق بررسی‌های صورت گرفته با افزایش بار آلی ورودی به راکتور، میزان ازدیاد بازده حذف COD در اتاقک اول (C1) در هر گام بار آلی، به تدریج کاهش می‌یابد و به حد ثابتی می‌رسد. در اتاقک دوم (C2) به دلیل افزایش غلظت مواد آلی، تماس آن‌ها با یون‌های آهن بیشتر و لخته‌های تشکیل شده بزرگ‌تر می‌شوند؛ بنابراین ناپایداری مواد آلی بهبود می‌یابد و ذرات آلی بیشتری در لخته‌ها به دام می‌افتند. در نتیجه بازده حذف COD در اتاقک دوم با افزایش بار آلی ورودی روند صعودی دارد. در اتاقک سوم (C3) بازده حذف مواد آلی تغییر چشمگیری نمی‌کند. این در حالی است که در اتاقک‌های چهارم و پنجم (C4 و C5)، گونه‌های احیاکننده سولفات که پیش‌از این به دلیل کمبود ماده غذایی (Substrate) و کاهش دسترسی به سولفات در نتیجه تشکیل رسوب به‌وسیله آهن، رشد و نمو اندکی داشتند، به تدریج با افزایش بار آلی شروع به سوخت‌وساز و فعالیت نموده و بخشی از مواد آلی ورودی را مصرف می‌کنند؛ بنابراین باکتری‌های متان‌ساز در کنار باکتری‌های احیاکننده سولفات، باعث افزایش بازده حذف COD در اتاقک‌های انتهایی می‌شوند. به‌گونه‌ای که با افزایش بار آلی ورودی به راکتور از $mg L^{-1}$ ۷۰۰ به $mg L^{-1}$ ۲۴۰۰، بازده حذف COD در راکتور از $۷۷/۶$ به $۹۰/۲$ درصد می‌رسد.

در نتیجه افزایش بازده حذف COD و از سوی دیگر سبب کاهش کارآمدی باکتری‌های متان‌ساز می‌گردد. همچنین آهن تولیدشده می‌تواند به‌عنوان ماده ریزمغذی برای گونه‌های متان-ساز عمل نماید و عملکرد آن‌ها را بهبود بخشد. نتایج به‌دست‌آمده حاکی از آن است که انعقاد الکتریکی به‌وسیله یون‌های آهن قادر است کاهش عملکرد گونه‌های متان‌ساز را جبران نموده و مانع از کاهش کارآمدی راکتور برای حذف COD گردد.

نتایج آزمایش‌ها نشان دادند که با کاهش چگالی جریان الکتریکی، کارآمدی اتاقک‌های انتهایی راکتور (C4 و C5) تغییر محسوسی نمی‌کند که علت آن کاهش تولید یون‌های سولفید است. همچنین مشاهده گردید که میزان تأثیرگذاری تغییرات چگالی جریان الکتریکی بر بازده حذف مواد آلی بیش‌تر از تغییرات زمان‌ماند هیدرولیکی می‌باشد. چراکه با کاهش چگالی جریان الکتریکی از ۳ به ۲ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، بازده حذف COD با حدود ۴ درصد افت از $۷۷/۶$ به $۷۳/۵$ درصد رسیده است. با کاهش بیش‌تر چگالی جریان از ۲ به ۱ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، بازده حذف COD از $۷۳/۵$ به $۷۱/۲$ درصد تنزل می‌یابد. کاهش چگالی جریان از ۱ به $۰/۵$ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع نیز سبب افت بازده حذف COD از $۷۱/۲$ به $۷۰/۰$ شده است. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده چنین استنباط می‌شود که با افزایش چگالی جریان الکتریکی میزان اثرگذاری آن بر بازده حذف COD افزایش می‌یابد.

بررسی اثر تغییرات بار آلی ورودی بر بازده حذف COD

به‌منظور بررسی اثر تغییرات غلظت بار آلی ورودی به راکتور بر کارآمدی آن در حذف مواد آلی، بارهای آلی ۷۰۰، ۱۰۰۰، ۱۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۲۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر مورد آزمایش قرار گرفتند. نتایج این بررسی در شکل ۲ نشان داده شده است. با افزایش بار آلی ورودی به راکتور، بازده حذف COD در آن بالا

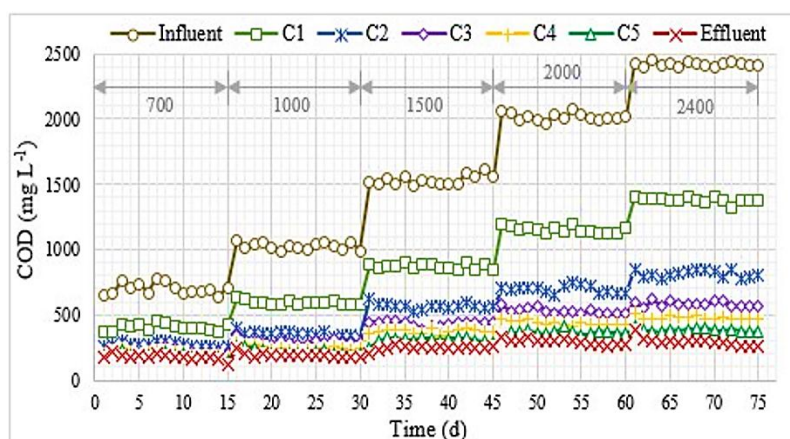


شکل ۲- منحنی روند تغییرات COD و بازده تجمعی حذف آن در طول راکتور EABR در بارهای آلی ورودی مختلف (دمای راکتور: ۳۵ °C، چگالی جریان الکتریکی: ۳ mA.cm⁻²، HRT: ۴۵ h)

Figure 2- COD content variations and cumulative removal efficiencies over the length of EABR under different influent organic loads conditions (Temperature: 35 °C; Current density: 3mA.cm⁻²; HRT: 45 h)

گونه‌ای تنظیم شد که pH فاضلاب همواره در محدوده عملکرد بهینه راکتورهای بی‌هوازی (۶/۸-۷/۲) قرار گیرد. مدت زمان سازگاری باکتری‌ها با بار آلی جدید، برابر مدت‌زمانی است که طول می‌کشد تا بازده حذف COD به وسیله راکتور به مقدار ثابتی برسد و تغییرات آن کم‌تر از ۵٪ درصد باشد (۲۵).

به منظور بررسی اثر فرآیند الکترولیز بر مدت زمان لازم برای تطبیق و سازگاری گونه‌های مختلف باکتریایی با شرایط جدید و کاهش زمان مورد نیاز برای رسیدن راکتور به شرایط پایدار، راکتور EABR مطابق شکل ۳، به مدت ۷۵ روز با بارهای آلی ورودی مختلف مورد پایش قرار گرفت. در طول این مدت با توجه به شرایط محیطی، میزان شدت جریان منبع تغذیه به-



شکل ۳- روند تغییرات COD در اتاقک‌های راکتور EABR در مدت زمان بهره‌برداری در بارهای آلی ورودی مختلف (دمای راکتور: ۳۵ °C، HRT: ۴۵ h)

Figure 3- COD extent variations in EABR chambers during operation with different influent organic loads (Temperature: 35°C; HRT: 45 h)

در این خصوص اثر تغییرات زمان ماند هیدرولیکی، چگالی جریان الکتریکی و میزان بار آلی ورودی بر کارآمدی راکتور EABR ارزیابی شدند. نتایج به دست آمده از این ارزیابی‌ها نشان دادند که بازده حذف COD در این راکتور، با زمان ماند هیدرولیکی، چگالی جریان الکتریکی و بار آلی ورودی به راکتور رابطه مستقیم دارد. این در حالی است که میزان اثرگذاری تغییرات زمان ماند هیدرولیکی بر بازده حذف COD بسیار پایین‌تر از دو عامل دیگر مورد بررسی می‌باشد. با توجه به نتایج حاصل از آزمایش‌های صورت گرفته و مطالعه تحقیقات پیشین (۲۵)، می‌توان دریافت که مدت زمان رسیدن به شرایط پایدار برای راکتور EABR به مراتب کوتاه‌تر از راکتور ABR متعارف است که دلیل آن استفاده هم‌زمان از دو مکانیزم متابولیسم باکتریایی و انعقاد الکتریکی برای حذف مواد آلی و همچنین تسریع احیای pH از طریق به‌کارگیری فرآیند الکترولیز در راکتور EABR می‌باشد؛ بنابراین راکتور EABR عملکرد شایان توجهی در حذف COD دارد و در مقایسه با راکتور ABR قادر به پذیرش بارهای آلی بیشتری است. همچنین قابلیت شوک پذیری راکتور EABR نسبت به راکتور ABR بالاتر است که این مهم می‌تواند در طراحی راکتورها مؤثر واقع گردد.

منابع

1. Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., Burton, F.L. 2014. *Wastewater engineering treatment and reuse*. 5th edition. New York: McGraw-Hill Education.
2. Lansing, S., Maile-Moskowitz, A., Eaton, A., 2017. *Waste treatment and energy production from small-scale wastewater digesters*. *Bioresource Technology*, Vol. 245, pp. 801-809.
3. Bodkhe, S.Y., 2009. *A modified anaerobic baffled reactor for municipal wastewater treatment*. *Journal of Environmental Management*, Vol. 90, pp. 2488-2493.

نتایج مندرج در شکل ۳ مبین آن است که هر چه بار آلی ورودی به راکتور بالاتر رود، مدت زمان طولانی‌تری برای تطبیق گونه‌های باکتریایی با شرایط جدید آلی مورد نیاز است. بر اساس نتایج به دست آمده، مدت زمان لازم برای رسیدن به شرایط پایدار در بارهای آلی ۷۰۰، ۱۰۰۰، ۱۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۲۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب برابر ۳، ۵، ۶ و ۸ روز می‌باشد. اعداد و ارقام به دست آمده برای راکتور EABR حاکی از آن است که مدت زمان رسیدن به شرایط پایدار برای این راکتور به مراتب کوتاه‌تر از راکتور ABR متعارف می‌باشد. چراکه راکتور EABR از طریق دو مکانیزم موجب حذف مواد آلی می‌شود: مکانیزم اول، مصرف بخشی از مواد آلی ورودی به وسیله باکتری‌های مختلف موجود در راکتور بی‌هوازی از طریق متابولیسم باکتریایی و مکانیزم دوم، به دام افتادن بخش دیگری از این مواد آلی در لخته‌های تشکیل شده حاصل از فرآیند انعقاد الکتریکی می‌باشد؛ بنابراین انعقاد الکتریکی سبب می‌شود تا بالا رفتن بار آلی حداقل تأثیر را بر عملکرد گونه‌های مختلف باکتریایی داشته باشد؛ زیرا بخش فراوانی از مواد آلی ورودی به راکتور از طریق این مکانیزم وارد لجن شده و از دسترس باکتری‌ها خارج می‌گردد. همچنین تنظیم pH در راکتور ABR حاصل تعامل باکتری‌ها و ایجاد تعادل بین تولید و مصرف اسیدهای آلی است که طبیعتاً امری زمان‌بر خواهد بود. لیکن در راکتور EABR احیای pH از طریق فرآیند الکترولیز و جریان الکتریکی انجام می‌شود و در نتیجه به واسطه تنظیم سریع‌تر این عامل، امکان سازگاری بیشتر باکتری‌ها فراهم می‌گردد. گفتنی است طبق نتایج به دست آمده، با حرکت موج شوک آلی به طرف پایین دست راکتور، میزان پیک COD کاهش می‌یابد.

بحث و نتیجه‌گیری

تحقیق حاضر، نحوه تأثیرگذاری عوامل مختلف بر عملکرد راکتور بافل‌دار بی‌هوازی مجهز به فرآیند الکترولیز (EABR) در حذف COD و همچنین مدت زمان لازم برای تطبیق اجتماع میکروبی با شرایط جدید را مورد بررسی قرار می‌دهد.

12. Ji, G.D., Sun, T.H., Ni, J.R., Tong, J.J., 2009. *Anaerobic baffled reactor (ABR) for treating heavy oil produced water with high concentrations of salt and poor nutrient. Bioresource Technology, Vol. 100, pp. 1108-1114.*
13. Huajun, F.E.N.G., Lifang, H., Dan, S., Chengran, F.A.N.G., Yonghua, H.E., Dongsheng, S.H.E.N., 2008. *Effects of operational factors on soluble microbial products in a carrier anaerobic baffled reactor treating dilute wastewater. Journal of Environmental Sciences, Vol. 20, pp. 690-695.*
14. Liu, X.L., Ren, N.Q., Wan, C.L., 2007. *Hydrodynamic characteristics of a four-compartment periodic anaerobic baffled reactor. Journal of Environmental Sciences, Vol. 19, pp. 1159-1165.*
15. Gerardi, M.H. 2006. *Wastewater bacteria. New Jersey: John Wiley & Sons.*
16. Bitton, G. 2005. *Wastewater microbiology. New Jersey: John Wiley & Sons.*
17. Oxtoby, D.W., Gillis, H.P., Butler, L.J. 2015. *Principles of modern chemistry. Boston: Cengage Learning.*
18. Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S., 2008. *Inhibition of anaerobic digestion process: a review. Bioresource Technology, Vol. 99, pp. 4044-4064.*
19. Sallis, P.J., Uyanik, S., 2003. *Granule development in a split-feed anaerobic baffled reactor. Bioresource Technology, Vol. 89, pp. 255-265.*
20. Stamatelatou, K., Skiadas, I.V., Lyberatos, G., 2004. *On the behavior of the periodic anaerobic baffled reactor (PABR) during the transition*
4. Myint, M., Nirmalakhandan, N., Speece, R.E., 2007. *Anaerobic fermentation of cattle manure: modeling of hydrolysis and acidogenesis. Water Research, Vol. 41, pp. 323-332.*
5. Christy, P.M., Gopinath, L.R., Divya, D., 2014. *A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol. 34, pp. 167-173.*
6. Gerardi, M.H. 2003. *The microbiology of anaerobic digesters. New Jersey: John Wiley & Sons.*
7. Krishna, G.G., Kumar, P., Kumar, P., 2009. *Treatment of low-strength soluble wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR). Journal of Environmental Management, Vol. 90, pp. 166-176.*
8. Liu, R., Tian, Q., Chen, J., 2010. *The developments of anaerobic baffled reactor for wastewater treatment: a review. African Journal of Biotechnology, Vol. 9, pp. 1535-1542.*
9. Barber, W.P., Stuckey, D.C., 1999. *The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review. Water Research, Vol. 33, pp. 1559-1578.*
10. Hutnan, M., Drtil, M., Mrafkova, L., 2000. *Anaerobic biodegradation of sugar beet pulp. Biodegradation, Vol. 11, pp. 203-211.*
11. Gholikandi, G.B., Jamshidi, S., Hazrati, H., 2014. *Optimization of anaerobic baffled reactor (ABR) using artificial neural network in municipal wastewater treatment. Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ), Vol. 13, pp. 95-104.*

25. Aqaneghad, M., Moussavi, G., 2016. *Electrochemically enhancement of the anaerobic baffled reactor performance as an appropriate technology for treatment of municipal wastewater in developing countries. Sustainable Environment Research, Vol. 26, pp. 203-208.*
26. Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., Hoadley, A.F., 2010. *Electrical field: A historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering. Water Research, Vol. 44, pp. 2381-2407.*
27. A.P.H.A., A.W.W.A., Water Environmental Federation. 2012. *Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th edition. USA: American Water Works Association.*
21. Hu, S., Yang, F., Liu, S., Yu, L., 2009. *from carbohydrate to protein-based feedings. Bioresource Technology, Vol. 92, pp. 321-326.*
21. Hu, S., Yang, F., Liu, S., Yu, L., 2009. *The development of a novel hybrid aerating membrane-anaerobic baffled reactor for the simultaneous nitrogen and organic carbon removal from wastewater. Water Research, Vol. 43, pp. 381-388.*
22. Yu, Y., Lu, X., Wu, Y., 2014. *Performance of an anaerobic baffled filter reactor in the treatment of algae-laden water and the contribution of granular sludge. Water, Vol. 6, pp. 122-138.*
23. Pirsaeheb, M., Mohamadi, S., Rahmatabadi, S., Hossini, H., Motteran, F., 2017. *Simultaneous wastewater treatment and biogas production using integrated anaerobic baffled reactor granular activated carbon from baker's yeast wastewater. Environmental Technology, Vol. 38, pp. 1-12.*
24. Badalians Gholikandi, G., Jamshidi, Sh., Valipour, A., 2012. *Upgrading anaerobic reactors employing electrolysis process. Environmental Studies, Vol. 38 (4), pp. 9-16 (persian).*